Bioestabilización de excretas avícolas mediante microorganismos eficientes para el control de la contaminación ambiental

De La Cruz Balón Ayda, Calderón José, Aveiga Ortiz Ana María, Cobeña Hugo, Mendoza Mailie
Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí, ESPAM-MFL, Ingeniería Ambiental, Calceta
aida1120@hotmail.com

***Abstract*— in the city of Calceta (Manabí, Ecuador) three poultry farms have been identified for the production of eggs, which do not perform any treatment of the excreta of the laying birds, which leads to the generation of gases and bad odors that affect the population. The present work analyzes the efficiency in the reduction of air pollution when treating poultry excreta with different doses of efficient microorganisms (EMs). The experiment was designed in a unifactorial way with four treatments, based on 5 Kg of poultry excreta. Volumetric doses were added in the following order: 0,5; 1,0; and 1,5 liters of EMs; while, 1 liter of water was added as control. The monitoring parameters were pH, humidity, ammonium and the number of colonies of *Bacillus spp.*, *Lactobacillus spp.* and yeasts. The biostabilization process was evaluated with two measurements, the first at 10 days and the second at 20 days of application of the EMs. The results show that at 20 days the pH values reached ranges between 8,3 and 7,6; a decrease in ammonium concentrations from 3,14 mg/L to 0,60 mg/L was achieved; in the case of humidity, there was a decrease of approximately 50%, which affected the decrease of the microbial population of yeasts, *Bacillus spp.*, and *Lactobacillus spp.* in more than 90%. In conclusion, the efficient microorganisms allow the reduction of more than 70% of bad odors represented by ammonia, generated by the accumulation of poultry excreta.**

***Index Terms*— Efficient microorganisms, poultry, wastes, air contamination, aerobiology, pathogens**

I. INTRODUCCIÓN

El sector avícola desecha aproximadamente 1 Ton de excreta o estiércol por cada 16 000 pollos, a nivel mundial (Heng, 2017; Herrera, Rojas, & Bolaños, 2013; Nahm & Nahm, 2004). En la industria avícola, el principal desperdicio de preocupación es el estiércol, y sus gases contaminantes productos de fermentación entérica. La descomposición de las excretas produce entre 80 y 200 componentes volátiles olorosos, principalmente gases como amoníaco, metano, ácidos grasos volátiles, ésteres y mercaptanos, en detrimento para la salud humana (Dourado et al., 2010; Herrera *et al.*, 2013; Velasco-Velasco, 2016). Sobre la base de 81 millones de aves, se estima que 591 300 toneladas de estiércol son generados anualmente en Nueva Zelanda (Bolan *et al*., 2010). Así mismo, en India, la producción de carne avícola alcanza 3,22 millones, mientras que la producción de huevos es de aprox. 73 billones, en los últimos años, siendo la generación de desechos un problema de protección ambiental (Baba, Banday, Khan, Khan, & Untoo, 2018). La industria avícola está en constante crecimiento y los mayores productores a nivel mundial son Estados Unidos, Brasil y China, quienes representan más de 40 millones de toneladas anuales de producción de desechos (Brandelli, Sala, & Kalil, 2015; Ferreira et al., 2018; Ullman, Mukhtar, Lacey, & Carey, 2004). Según datos de la Corporación Nacional de Avicultores de Ecuador (CONAVE), el sector avícola ecuatoriano produce actualmente 108 mil toneladas métricas de huevos y 406 mil toneladas métricas de carne de pollo, aportando un 27% al Producto Interno Bruto (PIB) del país (Pomboza-Tamaquiza, Guerrero-López, Guevara-Freire, & Rivera, 2018; Vinueza, 2012). Inevitablemente, el aumento en la producción avícola ha conllevado al incremento de excretas y malos olores, con altos impactos ambientales de negativa repercusión para la salud pública.

Los métodos más comunes de estabilización de excretas avícolas incluyen relleno, incineración, compostaje y trituración en polvo (Ashayerizadeh *et al*., 2017). Sin embargo, un alto contenido de amoníaco hace que este sustrato sea de difícil bioestabilización (Borowski & Weatherley, 2013). Las excretas avícolas son típicamente estabilizadas con hojarascas, aserrín, paja de trigo, cáscaras de maní o cáscaras de arroz (Edwards & Daniel, 1992). Una vez bioestabilizadas, las excretas de aves son fuentes de nutrientes, con nutrientes como nitrógeno (N), fósforo (P) y potasio (K), y materia orgánica para cultivos (Espinoza, Slaton, Mozaffari, & Daniels, 2018). La mayor parte del estiércol y los desechos producidos por la industria avícola se aplican a la tierra agrícola (Bolan et al., 2010). Sin embargo, menos del 10% del nitrógeno total presente en la excreta de aves está presente en forma inorgánica (como nitrato y amonio); la mayor parte del nitrógeno está presente en forma orgánica. El nitrógeno orgánico debe mineralizarse (descomponerse) en nitrógeno inorgánico antes de que se considere disponible para las plantas (Espinoza *et al*., 2018). Por supuesto, cuando se maneja correctamente, la aplicación de excretas estabilizadas biológicamente es una forma viable de reciclar nutrientes. No obstante, problemas de contaminación ocurren cuando el estiércol no es estabilizado correctamente,

DOI: https://doi.org/10.33936/riemat.v4i1.1943

VISIT…

LANZAROTE
Caliente.COM

desfavoreciendo la utilización agronómica del estiércol.
Dada la problemática ambiental generada por la falta del manejo adecuado de excretas (gallinaza) generadas del sector avícola, el objetivo del presente trabajo es la implementación de un proceso de bioestabilización mediante el uso de microorganismos eficientes, conocidos como microorganismos efectivos - *Effective Microorganisms* (EMs) (Higa, 2019). Con este fin, se recolectaron muestras de gallinaza de dos avícolas de Calceta (Manabí, Ecuador) y se estabilizaron biológicamente con cultivos de levaduras, Lactobacillus, y Bacillus durante 20 días, cultivos que fueron aislados de las mismas muestras de excretas de aves. La reducción de amoniaco y estabilización de la materia orgánica es el principal aporte del presente trabajo, en contribución con la protección ambiental de recursos naturales y de la salud humana.

II. MATERIALES Y MÉTODOS

La presente investigación se realizó en Calceta (Cantón Bolívar, provincia de Manabí, Ecuador) durante época seca para facilitar el manejo de las excretas avícolas.

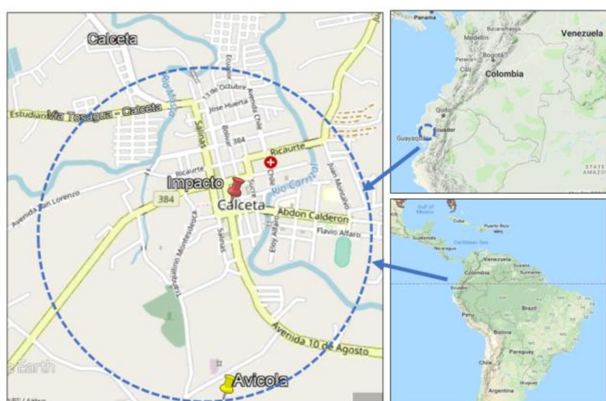


Fig. 1. Ubicación de la avícola objeto de estudio.

A. Bioestabilización

Aproximadamente 120 Kg de muestras de gallinaza (excretas o estiércol) de aves ponedoras fueron recogidas de tres granjas avícolas ubicadas en Calceta (Manabí), en ubicación mostrada en la Figura 2. Para la activación de las dosis de los microorganismos efectivos (EM-1) se procedió a lo siguiente: se dosificó 360 mL de EMs (Mezcla de Levaduras, Lactobacillus, Bacillus) en un recipiente hermético. Posteriormente, se adicionó 360 mL de melaza, y 17,3 L de agua destilada; en total, se preparó 18 L de solución de EMs. Se almacenó el recipiente en sombra a temperatura ambiente durante 5 a 10 días para la activación del producto. Transcurrido este periodo y supervisando que en la parte superior de la solución se forme una capa blanca de actinomicetos con un agradable olor agridulce, el producto se consideró listo para su aplicación.

La aplicación del producto de microorganismos eficientes (EM-1) se realizó en el día cero una sola vez en cada montículo de excretas de aves ponedoras; la manera de aplicar el producto se la realizó por aspersión mediante una regadera. Los montículos estuvieron separados por una distancia de dos metros para evitar contaminación cruzada. Los montículos de excretas contenían una masa de 5 kg de excreta. A cada montículo, se agregaron dosis de 0,5, 1,0 y 1,5 L de EMs. A los montículos que fueron considerados testigos se agregó un litro de agua.

El monitoreo del experimento se efectuó al día cero, a los 10 y 20 días. Los montículos se voltearon una vez por semana para mantener la aireación adecuada. Se tomó en cuenta ciertos parámetros que permitieron determinar si los EM-1 generaban efectos de bioestabilización en las excretas. Los parámetros de evaluación fueron: pH, humedad, concentración de amonio y recuento de microorganismos (Levaduras, *Lactobacillus*, *Bacillus*); parámetros que se determinaron al inicio, 10 y 20 días en cada réplica. Se determinaron los niveles de contaminación que producen las excretas de aves ponedoras en función del pH, humedad, y concentración de amonio (HACH, USA) de acuerdo con las normativas estándar ASTM para suelos.

El factor de estudio fue la dosis de microorganismos eficientes (EMs) a los siguientes niveles, con sus respectiva réplicas:

TABLA I
TRATAMIENTOS Y NIVELES DE DOSIS DE EMS PARA EL TRATAMIENTO DE 5 KG DE GALLINAZA

Tratamientos	Dosis
T1	0,5 L
T2	1,0 L
T3	1,5 L
T4	1,0 L

El experimento se desarrolló bajo un Diseño Completamente al Azar (DCA) en arreglo unifactorial con 6 réplicas por cada tratamiento. Las variables cuyo análisis de varianza presentaron significaciones estadísticas fueron sometidas a la comparación de medias entre los tratamientos. Se aplicó la prueba de rangos múltiples de Tukey al 95% de probabilidad. El coeficiente de variación se realizó para determinar la variabilidad de los datos con respecto a la varianza.

B. Difusión de amoniaco

La difusión de amoniaco en la atmósfera de la zona de estudio fue simulada mediante el uso del programa ALOHA (https://www.epa.gov/cameo/aloha-software), disponible en la página de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (US EPA). En el software, fueron ingresadas las siguientes variables meteorológicas, las cuales fueron tomadas durante el periodo de monitoreo del presente trabajo:

Velocidad del viento = 7 nudos
Dirección del viento = Sur-Oeste
Altura de medición de la dirección del viento = 3 m
Rugosidad del campo = campo abierto
Nubosidad = parcialmente nublado
Temperatura del aire = 30 °C
Humedad = 50%
Tipo de Fuente = directa
Amoniaco liberado al ambiente = 500 000 Toneladas

Altura de la fuente = 0 m
Tipo de impacto = nube de vapor de amoniaco
Impacto = 1 100 ppm de amoniaco (color rojo)
Velocidad de descarga = 7 560 000 Kg/s
Tipo de modelo = Gaussiano
Tiempo de descarga = 1 min

C. Aislamiento de microorganismos

Se tomaron 20 g de muestra de cada montículo de excretas y se disolvieron en agua peptonada. Posteriormente, se tomó una muestra de 1 mL de la muestra líquida del material biológico y fue inoculado en cajas de Petri con su respectivo medio de cultivo específico. Se incubó de 24 horas a 48 horas a una temperatura de 37°C para los *Bacillus* y a 72 horas para los *Lactobacillus*, mientras tanto las Levaduras a una temperatura de 25°C durante 72 horas. Empleando el contador de colonias Neubauer, se procedió a determinar el número de colonias de levaduras y bacterias. El conteo para las unidades formadoras de colonias (UFCs) de bacterias se realizó después de 24 a 48 horas de incubación, mientras que las UFCs de hongos se pudieron determinar después de 72 horas de incubación.

Colonias de *Bacillus* presentes en las excretas de aves ponedoras fueron aisladas en Agar Nutritivo (26 g/L). Levaduras fueron aisladas en Agar Saboraud (65 g/L). El aislamiento de colonias de Lactobacillus presentes en las excretas de aves ponedoras se lo realizó en Agar MPS (55 g/L).

III. RESULTADOS

Las muestras de gallinaza (excretas o estiércol) de aves ponedoras para los tratamientos de estabilización fueron obtenidas de tres granjas avícolas ubicadas en Calceta (Manabí), según se presenta en la Figura 3. Las avícolas representan un valor considerable de producción de excretas, estableciéndose en el siguiente orden: Granja (1) 1075,2 kg; Granja (2) 1612,8 kg y Granja (3) 1612,8 kg. Estas avícolas seleccionadas para el presente estudio, se encuentran a 1 km del casco urbano de la ciudad de Calceta.

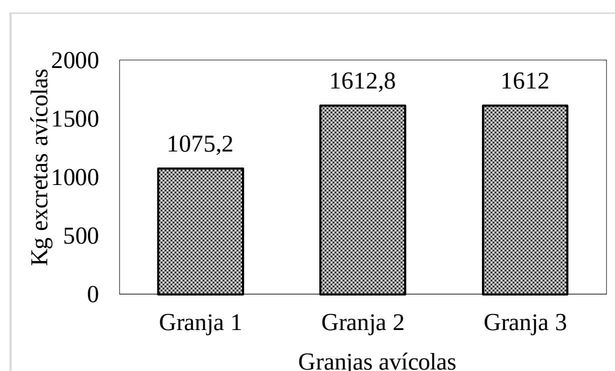


Fig. 2. Cantidades de excretas recogidas en 3 avícolas de Calceta (Manabí, Ecuador).

Al inicio del experimento se llevó a cabo la medición de los niveles de pH en las excretas avícolas. Los resultados obtenidos en el análisis de varianza (ADEVA) demuestran que, en esta variable no hay diferencia estadística significativa en la aplicación de los microorganismos eficientes a los diferentes niveles. Por ende, todos los tratamientos son estadísticamente iguales entre sí, en referencia al pH, al inicio del experimento.

A los diez días del experimento, se encontraron diferencias estadísticas significativas al 5% de probabilidad de error en la dosis de aplicación con la prueba de Tukey. En la variable de pH en el proceso de disminución de la contaminación generada por las excretas de aves ponedoras los tratamientos 3 y 4 demostraron los promedios más altos con un valor de 8,32 y 8,52. Mientras que los tratamientos 1 y 2 mostraron los promedios más bajos con un valor de 8,18 y 8,13. A los veinte días del estudio, se encontraron diferencias estadísticas significativas al 5% de probabilidad con prueba de Tukey. De acuerdo con los valores obtenidos en esta variable el promedio más alto lo obtuvo el tratamiento 4 con un valor de 8,32. El tratamiento 3 obtuvo un valor de 8,00; los tratamientos 2 y 1 obtuvieron los promedios más bajos con un valor de 7,58 y 7,60 respectivamente.

En efecto, el agregar diferentes cantidades volumétricas de microorganismos eficientes EMs esto genera un cambio en los niveles de pH de los diferentes tratamientos. La adición de microorganismos eficientes aumenta el pH de la excreta, facilitando la conversión de urea y amoníaco en nitritos y nitratos. Según la Figura 3, cuando se adiciona menos volumen de microorganismos, el pH desciende de un nivel básico (pH 8,5 – 8,7) hasta la neutralidad (pH 7,6). No obstante, a medida que se adiciona más volumen de microorganismos, el pH prácticamente no varía en el nivel básico (entre 8,7 y 8,0). En el tratamiento control o testigo, el pH no tiene variación significativa que evidencia una biotransformación.

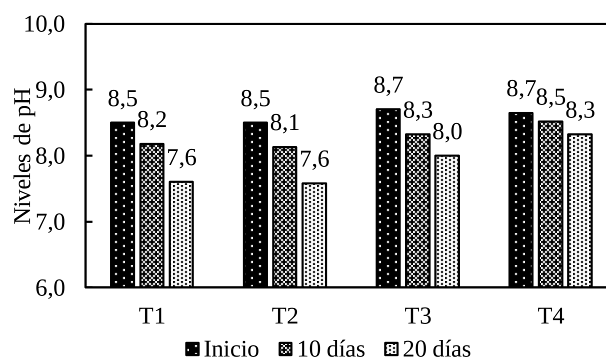


Fig. 3. pH registrado en las excretas de aves a diferentes días de evaluación.

Al inicio de la bioestabilización, según los datos obtenidos de los análisis de varianza, la concentración de amonio en las excretas de aves ponedoras no se hallaron diferencias significativas específicas en la aplicación de dosis de los microorganismos eficientes (volúmenes de EMs de 0,5 L, 1,0 L, y 1,5 L; y de agua 1,0 L). Estadísticamente, al inicio del proceso todos los tratamientos tienen concentraciones de amonio iguales entre sí.

A los diez días del proceso, se encontraron diferencias estadísticas significativas al 5% de probabilidad de error en la dosis de aplicación con la prueba de Tukey (Figura 5). Según los resultados obtenidos, en la variable amonio, los cocientes

más altos fueron en los tratamientos 3 y 4 con un valor de 2,55 y 2,65 mg/L y los cocientes más bajos se presentaron en los tratamientos 2 y 1 con un de 1,54 y 1,63 mg/L respectivamente.

A los veinte días del estudio se encontraron diferencias estadísticas significativas al 5% de probabilidad con prueba de Tukey. De acuerdo a los resultados obtenidos el promedio más alto en esa variable fue el del tratamiento testigo 4 con un valor de 2,21 mg/L. Es decir, no hubo un cambio significativo de amonio en el tratamiento control, en que se adicionó solamente agua. Aunque el tratamiento 3 obtuvo un promedio de 1,16 mg/L, no obstante, los tratamientos que generaron efectos de reducción significativa fueron los tratamientos 1 y 2. Los promedios más bajos fueron el tratamiento 1 y 2 con valores de 0,60 y 0,64 mg/L respectivamente.

En el presente caso, la mayor reducción fue en el tratamiento 1. La reducción fue prácticamente de 3,14 a 0,64; es decir, una reducción de 2,5 mg/L. El tratamiento 2, no obstante, redujo 2,4 mg/L de amonio. Lo cual no es ampliamente significativo. Por tanto, la adición de microorganismos eficientes (EMs) sí genera efecto de reducción de amoniaco de las excretas de aves ponedoras en especial a dosis volumétricas relativamente bajas. En efecto, la aplicación de EMs reduce la emisión de olores molestos evitando la descomposición de la materia orgánica por oxidación; así mismo, se logra atenuar uno de los mayores problemas que debe enfrentar un productor que es la contaminación por gases como amoníaco (Hayes et al., 2006).

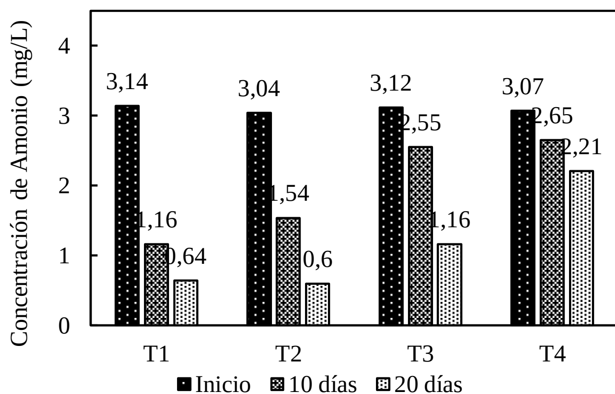


Fig. 4. Concentraciones de amoniaco en las excretas de aves ponedoras.

Para la humedad, a diez días del proceso de bioestabilización, se encontraron diferencias estadísticas significativas al 5% de probabilidad de error en la dosis de aplicación con la prueba de Tukey. Esto ocurre especialmente en el tratamiento 1, con la adición de un volumen menor de microorganismos. Esto es obvio, dado que a menor dosis volumétrica, por ende el descenso de humedad es cinéticamente mayor. A los veinte días del experimento, con los resultados obtenidos de los porcentajes de humedad en las excretas de aves ponedoras, todos los tratamientos logran un descenso de la humedad desde aprox. 25,0 hasta 10,8 %. Es decir, casi hay un descenso del 50% de humedad.

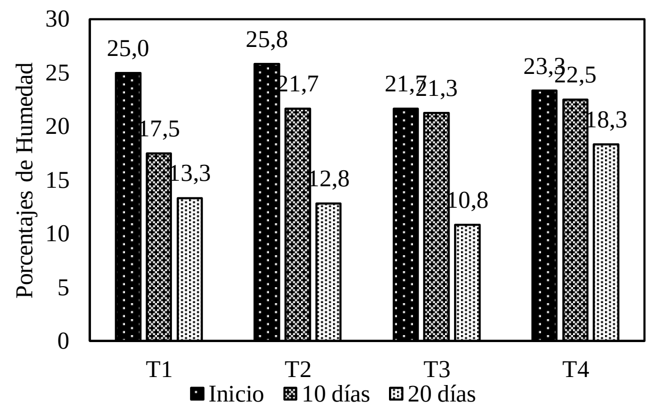


Fig. 5. Humedad en las excretas de aves a diferentes días de evaluación.

Al inicio del experimento, se llevó a cabo el conteo de colonias de *Bacillus spp.* para cada tratamiento, teniendo que los tratamientos 2 y 1 obtuvieron los porcentajes más altos con valores de 95450000 UFC/mL y 86710000 UFC/mL respectivamente. Los tratamientos 4 y 3 obtuvieron valores de 50270000 UFC/mL y 48430000 UFC/mL respectivamente. A los veinte días del experimento disminuyó el número de poblaciones de colonias obteniendo los resultados más bajos los tratamientos 2 y 1 con un valor de 52700000 UFC/mL y de 12940000 UFC/mL. Los tratamientos 3 y 4 tuvieron un valor de 13390000 UFC/ml y de 13660000 UFC/mL.

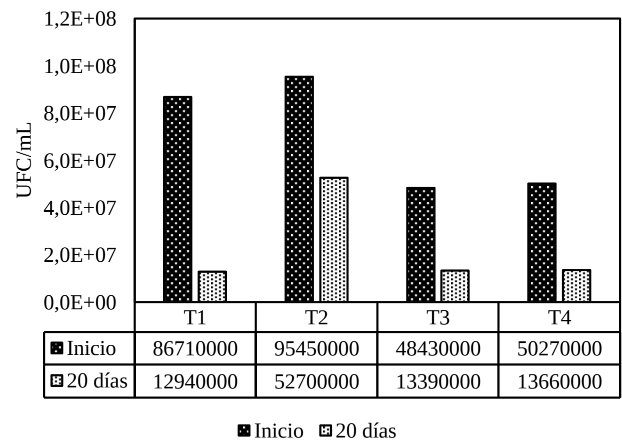


Fig. 6. Población de *Bacillus spp.* en las excretas de aves ponedoras.

El conteo de colonias de levaduras revela que los tratamientos 4 y 3 obtuvieron los porcentajes más altos con valores de 65470000 UFC/mL y 49050000 UFC/mL respectivamente. Los tratamientos 1 y 2 obtuvieron valores de 44440000 UFC/mL y 36390000 UFC/mL respectivamente. A los veinte días del proceso, disminuyó el número de poblaciones de colonias obteniendo los resultados más bajos los tratamientos 2 y 1 con un valor de 18300000 UFC/mL y de 2660000 UFC/mL. Los tratamientos 4 y 3 tuvieron un valor de 21330000 UFC/mL y de 36990000 UFC/mL.

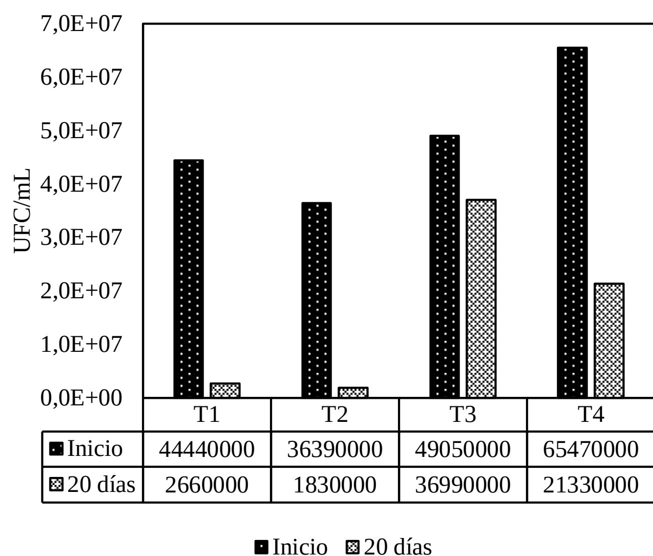


Fig. 7. Población de Levaduras en las excretas de aves ponedoras.

Al inicio del experimento, se llevó a cabo el conteo de colonias de *Lactobacillus spp.* para cada tratamiento, teniendo que los tratamientos 4 y 2 obtuvieron los porcentajes más altos con valores de 45770000 UFC/mL y 38050000 UFC/mL respectivamente. Los tratamientos 3 y 1 obtuvieron valores de 26050000 UFC/mL y 33720000 UFC/mL respectivamente. A los veinte días del experimento disminuyó el número de poblaciones de colonias obteniendo los resultados más bajos los tratamientos 2 y 1 con un valor de 770000 UFC/mL y de 47100000 UFC/mL. Los tratamientos 4 y 3 tuvieron un valor de 38710000 UFC/mL y de 19880000 UFC/mL.

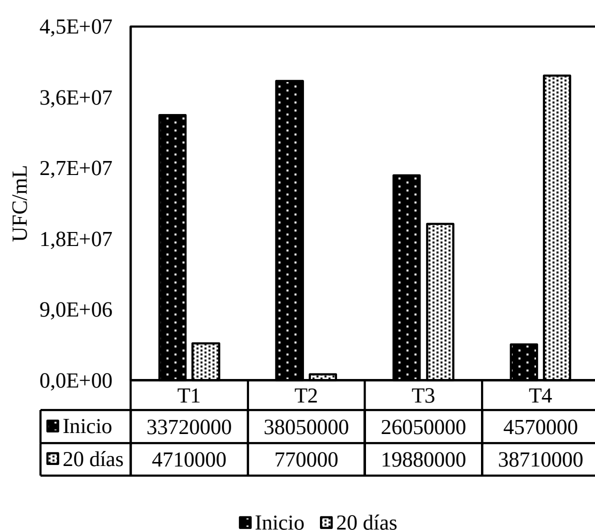


Fig. 8. Población de *Lactobacillus spp*. en las excretas de aves ponedoras.

IV. DISCUSIÓN

En la pequeña avícola objeto del presente estudio, se determinó que las emisiones de metano generadas por 25000 aves fueron 73500 Kg CO_2 eq y de óxidos de nitrógeno 52397 Kg CO_2. Esto equivale a un total de 787 Ton CO_2 eq durante un año. Por tanto, el metano genera un 93,35% de las emisiones totales de CO_2 eq de la granja avícola y óxido de nitrógeno el 6,65% restante (Pazmiño, 2018). Sin duda, la actividad avícola genera emisiones de gases, que se han categorizado como gases de efecto invernadero (GEI), a través de procesos entre los cuales se destacan la fermentación entérica.

La calidad del aire se ha convertido en una de las principales preocupaciones ambientales de la industria avícola debido a la generación de material particulado menor que 2,5 µm, olores y bio-aerosoles (portadores de esporas microbianas, endotoxinas y micotoxinas suspendidas en el aire), insectos, partes de insectos, gases como el amoniaco (NH_3) generados en la producción, e instalaciones de almacenamiento de estiércol (Bolan et al., 2010; Hayes, Curran, & Dodd, 2006; Roumeliotis, Dixon, & Van Heyst, 2010). De los 150 componentes volátiles identificados de la fermentación de excretas, muchos de ellos se encuentran en concentraciones próximas a 1 ppb, lo cual hace difícil su regulación ambiental (Herrera *et al.*, 2013). Por ende, no es común que todos los países dispongan de regulaciones estrictas para el control ambiental en avícolas.

De visitas a los alrededores de las avícolas, se determinaron impactos y no conformidades, de los que destacan la contaminación del aire, contaminación de aguas superficiales y subterráneas y contaminación del suelo debido a la acumulación de residuos; producción de lixiviados y gases; y dificultad de la empresa de tratar los residuos sólidos y líquidos generados. De esto se deriva que, la acumulación de residuos sin tratamiento alguno genere gases tóxicos, como el amoníaco cuando se exponen al sol y de lixiviados cuando se presentan periodos de lluvia; además, se comprobó la proliferación de vectores como ratas y moscas, creando un foco de contaminación que afecta tanto a trabajadores como a la población dentro de la zona de influencia directa e indirecta más cercana a la granja.

La mayor parte del nitrógeno encontrado en la mezcla de compostaje o bioestabilización es orgánico, principalmente contenido en proteínas. Una pequeña parte de esta fracción es mineralizada en amonio mediante el proceso microbiano conocido como amonificación (Sánchez-Monedero, Roig, Paredes, & Bernal, 2001). Este amonio formado sufre una serie de reacciones biológicas, en las cuales los microorganismos se encargan de transformar el amonio en especies volátiles a un pH superior a 7,5.

El amonio también es transformado a nitrato mediante bacterias nitrificantes a temperaturas menores a 40 °C y bajo aireación. Cuando la oxigenación es limitada ocurre el proceso de desnitrificación; en este proceso, el nitrato es convertido a nitrito. La amonificación, nitrificación y desnitrificación disminuyen la concentración de amonio en las excretas, reduciendo los malos olores, y colaborando con la mineralización de la materia orgánica. Es lo que se ha demostrado con los resultados aquí expuestos.

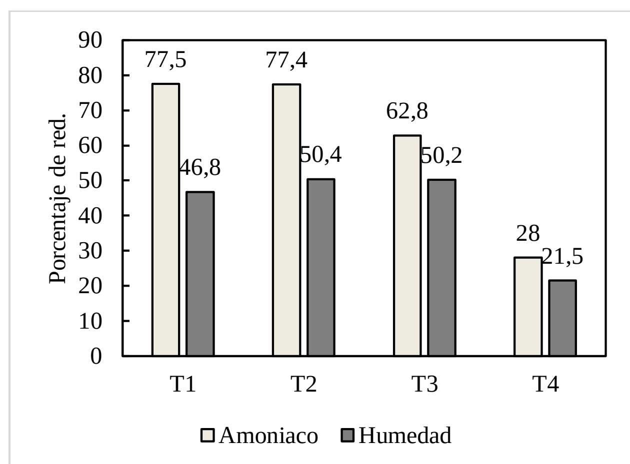


Fig. 9. Reducción de amoníaco y humedad en porcentaje.

La tasa de aireación se considera uno de los factores también más importantes que influye en la bioestabilización de las excretas. La aireación insuficiente puede conducir a condiciones anaeróbicas debido a la falta de oxígeno, mientras que la aireación excesiva puede aumentar los costos de operación y disminuir la cinética de reacción. Entonces, el proceso genera pérdidas de calor, agua y amoniaco. Los residuos sólidos de excretas contienen altas cantidades de diferentes proteínas y lípidos, los cuales son oxidados por bacterias proteolíticas del género *Clostridium spp.*; éstas hidrolizan las proteínas a polipéptidos y aminoácidos, mientras que los lípidos se hidrolizan a través de la oxidación a ácidos grasos y glicerol, así como los policarbohidratos son transformados a monosacáridos y alcoholes (Salminen & Rintala, 2002). Luego, bacterias fermentativas convierten los productos intermedios en compuestos volátiles, como ácidos grasos, hidrógeno y carbono dióxido (Salminen & Rintala, 2002). La materia orgánica es transformada en un biosólido estable y sin malos olores. En el presente estudio, las bacterias lácticas y levaduras fueron reducidas casi completamente, mientras que los *Bacillus spp.* tuvieron mayor capacidad de sobrevivencia, a pesar de los bajos niveles de humedad registrados (Humedad final llegó a 10,8 %).

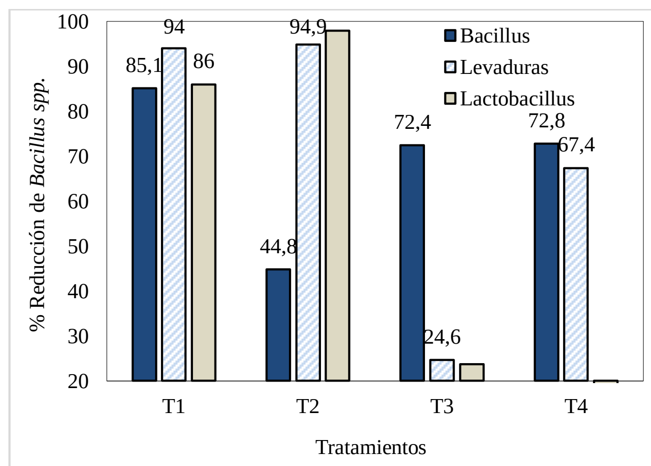


Figura 10. Reducción de microorganismos en la Bioestabilización.

Con la cantidad de óxidos de nitrógeno calculadas en un anterior trabajo (523 975 Ton), se proyectó la afectación en la ciudad Calceta (Manabí, Ecuador) en aproximadamente un año de producción avícola (Pazmiño, 2018). A continuación, según la simulación realizada en el software ALOHA, de la US EPA, se determinó que bajo las condiciones meteorológicas de la zona de estudio, la nube de amoniaco cubre aproximadamente un radio de 9,6 km a partir de la fuente (avícolas). Como se aprecia en la Figura 14, la nube de malos olores afecta al casco urbano de Calceta, cuando la velocidad del viento alcanza los 7 nudos (3,6 mps), a una humedad del 50 % y cielo parcialmente nublado. Según los pobladores de Calceta, esta nube constantemente afecta a la ciudad dado el cambio constante de la dirección del viento.



Figura 11. Afectación de la nube de amoniaco.

Según los cálculos, el radio de afectación de la nube de amoniaco alcanza los 9,6 kilómetros. Este radio varía según las condiciones meteorológicas de la zona.

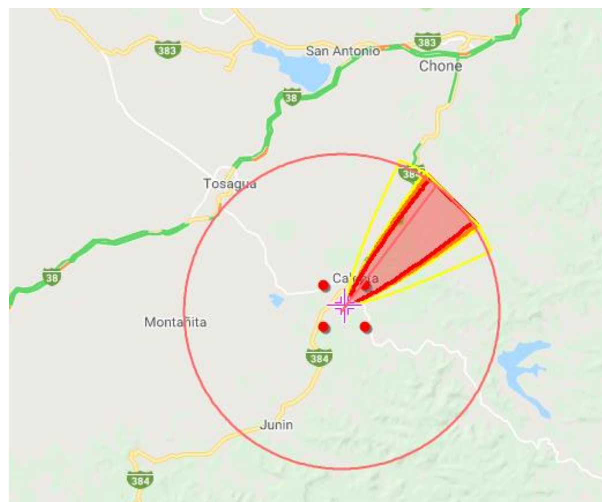


Figura 12. Radio de afectación de la nube de amoniaco.

V. CONCLUSIONES

En el presente estudio, la inoculación de microorganismos eficientes (EMs) tuvo como finalidad determinar su eficacia en la estabilización de excretas de aves ponedoras de tres granjas de la ciudad de Calceta, cantón Bolívar; esto, con el objetivo de reducir los niveles de contaminación que estas producen. Y en

efecto, en promedio, las pequeñas dosis volumétricas de microorganismos redujeron hasta un 77,8 % de amonio; así, se comprueba la eficiencia de procesos de nitrificación y desnitrificación. Como consecuencia, se redujeron malos olores con un tratamiento de 1 litro de EMs por cada 5 kg de excreta. Asimismo, el número de poblaciones de microorganismos disminuyeron, debido a que los niveles de humedad también descendieron luego de la aplicación de los EMs. El empleo de EMs incide directamente sobre la carga orgánica de los residuos hasta alcanzar la mineralización. El presente estudio aporta en información en solución a la problemática de malos olores que enfrenta la ciudad de Calceta, Cantón Bolívar, Manabí-Ecuador.

VI. AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen el apoyo brindado por las avícolas objeto de estudios, que a pesar del impacto ambiental que generan, éstas colaboran con la búsqueda de soluciones ambientales. Además, los autores agradecen la participación de Carlos Banchón por la revisión del presente manuscrito.

REFERENCIAS

[1] Ashayerizadeh, O., Dastar, B., Samadi, F., Khomeiri, M., Yamchi, A., & Zerehdaran, S. (2017). Study on the chemical and microbial composition and probiotic characteristics of dominant lactic acid bacteria in fermented poultry slaughterhouse waste. Waste Management, 65, 178–185.

[2] Baba, I., Banday, M., Khan, H., Khan, A., & Untoo, M. (2018). Economics of composting of poultry farm waste. Journal of Entomology and Zoology Studies, 4.

[3] Bolan, N. S., Szogi, A. A., Chuasavathi, T., Seshadri, B., Rothrock, M. J., & Panneerselvam, P. (2010). Uses and management of poultry litter. World's Poultry Science Journal, 66(04), 673–698. https://doi.org/10.1017/S0043933910000656

[4] Borowski, S., & Weatherley, L. (2013). Co-digestion of solid poultry manure with municipal sewage sludge. Bioresource Technology, 142, 345–352.

[5] Brandelli, A., Sala, L., & Kalil, S. J. (2015). Microbial enzymes for bioconversion of poultry waste into added-value products. Food Research International, 73, 3–12.

[6] Chinivasagam, H. N., Tran, T., Maddock, L., Gale, A., & Blackall, P. J. (2010). The aerobiology of the environment around mechanically ventilated broiler sheds. Journal of Applied Microbiology, 108(5), 1657–1667. https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2009.04571.x

[7] Dourado, L., Siqueira, J., Sakomura, N., Pinheiro, S., Marcato, S., Fernandes, J., & Silva, J. (2010). Poultry feed metabolizable energy determination using total or partial excreta collection methods. Revista Brasileira de Ciência Avícola, 12(2), 129–132. https://doi.org/10.1590/S1516-635X2010000200010

[8] Edwards, D. R., & Daniel, T. C. (1992). Environmental impacts of on-farm poultry waste disposal — A review. Bioresource Technology, 41(1), 9–33. https://doi.org/10.1016/0960-8524(92)90094-E

[9] Epstein, E. (2017). The science of composting. Routledge.

[10] Espinoza, L., Slaton, N., Mozaffari, M., & Daniels, M. (2018). The Use of Poultry Litter in Row Crops, 3.

[11] Ferreira, A., Kunh, S. S., Cremonez, P. A., Dieter, J., Teleken, J. G., Sampaio, S. C., & Kunh, P. D. (2018). Brazilian poultry activity waste: Destinations and energetic potential. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 81, 3081–3089.

[12] Gallon, E., & Alcivar, W. (2012). Utilización del EM.1 (Microorganismo Eficaces) en el agua de beber, en pollos de engorde en fase de crecimiento y acabado en la ciudad de Babahoyo. Universidad Tecnológica de Babahoyo, Babahoyo. Recuperado de http://dspace.utb.edu.ec/handle/49000/951

[13] Guo, R., Li, G., Jiang, T., Schuchardt, F., Chen, T., Zhao, Y., & Shen, Y. (2012). Effect of aeration rate, C/N ratio and moisture content on the stability and maturity of compost. Bioresource Technology, 112, 171–178.

[14] Hayes, E. T., Curran, T. P., & Dodd, V. A. (2006). Odour and ammonia emissions from intensive poultry units in Ireland. Bioresource Technology, 97(7), 933–939. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.04.024

[15] Heng, D. L. K. (2017). Bio Gas Plant Green Energy From Poultry Wastes In Singapore. Energy Procedia, 143, 436–441. https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.12.708

[16] Herrera, J., Rojas, J. F., & Bolaños, A. (2013). Diagnóstico preliminar de los niveles de emisión de amoníaco y sulfuro de hidrógeno en distintas modalidades de producción en granjas avícolas en Costa Rica. Revista de Ciencias Ambientales, 0(46). https://doi.org/10.15359/rca.46-2.2

[17] Higa, T. (2019). EM: A Holistic Technology For Humankind [TeraGanix]. Recuperado de http://www.teraganix.com/EM-A-Holistic-Technology-For-Humankind-s/1000.htm

[18] Jayathilakan, K., Sultana, K., Radhakrishna, K., & Bawa, A. S. (2012). Utilization of byproducts and waste materials from meat, poultry and fish processing industries: a review. Journal of Food Science and Technology, 49(3), 278–293.

[19] Jordan, E., & Yancha, M. (2017). Plan integral de manejo, control y aprovechamiento de residuos sólidos orgánicos en la Compañía Productora Avícola Cajamarca Suárez Cavicente Cía. Ltda. Universidad Técnica de Ambato. Recuperado de http://repositorio.uta.edu.ec/jspui/handle/123456789/25519

[20] Kelleher, B. ., Leahy, J. ., Henihan, A. ., O'Dwyer, T. ., Sutton, D., & Leahy, M. . (2002). Advances in poultry litter disposal technology – a review. Bioresource Technology, 83(1), 27–36. https://doi.org/10.1016/S0960-8524(01)00133-X

[21] Mendez, R., Castillo, E., Briceño, O., Coronado, V., Pat, R., & Garrido, P. (2009). Estimación del potencial contaminante de las granjas porcinas y avícolas del estado de Yucatán. Ingeniería - Universidad Autónoma de Yucatán. Mérida, 13(2).

[22] Nahm, K. H., & Nahm, B. A. (2004). Poultry production and waste management. Seoul: Yu Han Publ.

[23] Pazmiño, R. (2018). Estimación de la huella de carbono en la granja avícola Siria del sitio Mocochal de Calceta. Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí Manuel Félix López. http://repositorio.espam.edu.ec/bitstream/42000/801/1/TMA172

[24] Pomboza-Tamaquiza, P., Guerrero-López, R., Guevara-Freire, D., & Rivera, V. (2018). Granjas avícolas y autosuficiencia de maíz y soya: caso Tungurahua-Ecuador. Estudios Sociales. Revista de Alimentación Contemporánea y Desarrollo Regional, 28(51). https://doi.org/10.24836/es.v28i51.511

[25] Roldan, L. (2013). Evaluaciones del uso de productos con extracto de Yucca schidigera para el control del amoníaco en explotaciones avícolas. ASOCIACIÓN COLOMBIANA DE MÉDICOS VETERINARIOS Y ZOOTECNISTAS ESPECIALISTAS EN AVICULTURA. Recuperado de https://amevea.org/revista-plumazos/Plumazos_045.pdf

[26] Roumeliotis, T. S., Dixon, B. J., & Van Heyst, B. J. (2010). Characterization of gaseous pollutant and particulate matter emission rates from a commercial broiler operation part I: Observed trends in emissions. Atmospheric Environment, 44(31), 3770–3777. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.06.052

[27] Sakar, S., Yetilmezsoy, K., & Kocak, E. (2009). Anaerobic digestion technology in poultry and livestock waste treatment — a literature review. Waste Management & Research, 27(1), 3–18. https://doi.org/10.1177/0734242X07079060

[28] Salminen, E., & Rintala, J. (2002). Anaerobic digestion of organic solid poultry slaughterhouse waste – a review. Bioresource Technology, 83(1), 13–26. https://doi.org/10.1016/S0960-8524(01)00199-7

[29] Sanchez-Monedero, M. A., Roig, A., Paredes, C., & Bernal, M. (2001). Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its e€ ects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. Bioresource Technology, 8.

[30] Santos Dalólio, F., da Silva, J. N., Carneiro de Oliveira, A. C., Ferreira Tinôco, I. de F., Christiam Barbosa, R., Resende, M. de O., … Teixeira Coelho, S. (2017). Poultry litter as biomass energy: A

review and future perspectives. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 76, 941–949. https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.03.104

[31] Ullman, J. L., Mukhtar, S., Lacey, R. E., & Carey, J. B. (2004). A Review of Literature Concerning Odors, Ammonia, and Dust from Broiler Production Facilities: 4. Remedial Management Practices. The Journal of Applied Poultry Research, 13(3), 521–531. https://doi.org/10.1093/japr/13.3.521

[32] Velasco-Velasco, J. (2016). Buenas prácticas de manejo y emisiones de amoniaco en explotaciones avícolas. Agroproductividad, 9(8), 38–44.

[33] Viegas, C., Carolino, E., Malta-Vacas, J., Sabino, R., Viegas, S., & Veríssimo, C. (2012). Fungal Contamination of Poultry Litter: A Public Health Problem. Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A, 75(22–23), 1341–1350.

[34] Vinueza, F. R. V. (2012). Diseño de un Plan de Manejo Ambiental para la Granja Avícola GACASA Ubicada en la Parroquia Valle Hermoso de la Provincia de Santo Domingo de Los Tsáchilas. Escuela Superior Politécnica de Chimborazo. Recuperado de http://dspace.espoch.edu.ec/handle/123456789/2013

[35] Ware, G. W., Albert, L. A., & Gunther, F. A. (1999). Reviews of environmental contamination and toxicology: continuation of residue reviews. Volume 162. New York: Springer. Recuperado de http://site.ebrary.com/id/10668484

[36] Williams, C. M. (2018). Gestión de residuos de aves de corral en los países en desarrollo, 2.

[37] Yenigün, O., & Demirel, B. (2013). Ammonia inhibition in anaerobic digestion: A review. Process Biochemistry, 48(5–6), 901–911. https://doi.org/10.1016/j.procbio.2013.04.012



De la Cruz Balón A.M. Doctora en medicina y cirugía, magister en Microbiología, mención Biomédica . Docente de la carrera de Ingeniería Ambiental de la escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí Manuel Félix López. Ha impartido e imparte cátedra de Biología y Microbiología de la Universidad de Guayaquil.



Calderón Pincay J. M. Egresado del programa de Maestría en Manejo Forestal Sostenible de la Universidad Técnica Estatal de Quevedo, Ingeniero en Medio Ambiente, Docente del Sistema de Nivelación Politécnica de la ESPAM MFL.



Aveiga Ortiz Ana María. Magister en Procesos Agroindustriales, Química y Farmacéutica, Docente Titular de la Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí Manuel Félix López por 15 años. Docente de Química Analítica y Bioquímica. Investigadora Acreditada por la Secretaría de Educación Superior, Ciencia, Tecnología e Innovación mediante Acuerdo Nro. SENESCYT-2018-029 del 23 de abril de 2018. Forma parte del grupo de investigación de recursos biodiversidad y sostenibilidad (GIRBDS) Autora de varios artículos en revistas indexadas de Ecuador.



Cobeña H. Ing. En medio ambiente; Magister en Ciencias Ambientales Mención “Tecnología y Gestión”; Consultor Ambiental acreditado por el MAE por siete años, en los que ha realizado trabajos de consultoría en Estudios de impacto ambiental de proyectos públicos y probados, Registros ambientales, Auditorías ambientales, Cierre técnico de botaderos municipales, Estudios de selección de sitios para rellenos sanitarios, etc.; Docente universitario en la Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí ESPAM “MFL” por siete años, en la que dicta las asignaturas de Evaluación de Impacto Ambiental, Auditoría Ambiental y Legislación Ambiental



Mendoza De la Cruz M.M, licenciada en Marketing y Publicidad de la Universidad Espíritu Santo, certificado de Suficiencia en Inglés B2 de Universidad de Michigan, certificado B2 Universidad de Cambridge, docente del Centro de Idiomas de la Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí. M.F.L..